黄土高原北部生长季土壤氮素矿化对植被和地形的响应

刘娇[1,2];付晓莉[3];李学章[4];贾小旭[3];邵明安[1,2,3];魏孝荣[1,2]

(1). 西北农林科技大学资源环境学院　杨凌　712100; (2). 西北农林科技大学黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室　杨凌　712100; (3). 中国科学院地理科学与资源研究所　北京　100101;(4). 中国科学院亚热带农业生态研究所　长沙　410125

摘　要: 氮素矿化是陆地生态系统氮循环的重要过程，对其有效性有着重要影响。本文在黄土高原北部六道沟小流域选取退耕年限相近的油松和柠条坡地，用原位培养法测定生长季节(4—10 月)不同坡位冠层下和冠层外 0~10 cm 和 10~20 cm 土层土壤氮素矿化速率，以确定该区氮素矿化的季节动态特征和主要影响因素。结果表明，研究区生长季土壤矿质氮由铵态氮主导，其含量在 0~10 cm 和 10~20 cm 土层分别占矿质氮总量的 61%和 70%，并随生长季的推移而升高。油松林上坡位和中坡位土壤铵态氮显著高于下坡位土壤，柠条林不同坡位铵态氮差异不显著。土壤硝态氮和矿质氮不受坡位的影响，但与林型和采样位置有关，冠层下土壤硝态氮在油松林与冠层外相近，在柠条林则高于冠层外。生长季土壤氮素矿化在 0~10 cm 土层由硝化作用引起，在 10~20 cm 土层则由硝化和铵化作用共同引起。铵化速率在生长季初期较高，中期较低，并受坡位、林型和采样位置的影响。冠层下土壤硝化和矿化速率，在油松林与冠层外差异不显著，在柠条林则高于冠层外土壤。硝化和矿化速率在冠层下以下坡位土壤最高，在冠层外则以下坡位土壤最低。柠条林促进了冠层下土壤氮素的硝化和矿化过程，有利于矿质氮的积累：油松林对矿质氮和氮素矿化的影响不受采样位置影响。

关键词: 植被；坡位；矿化作用；矿质氮；采样位置

中图分类号: S153.6

Responses of soil nitrogen mineralization to vegetation and slope position on the northern Loess Plateau of China*

LIU Jiao[1,2], FU Xiaoli[3], LI Xuezhang[4], JIA Xiaoxu[3], SHAO Mingan[1,2,3], WEI Xiaorong[1,2**]

(1 College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling Shaanxi 712100, China;2 State Key Laboratory of Soil Erosion and Dry Land Farming on the Loess Plateau, Northwest A&F University, Yangling Shaanxi 712100, China;3 Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;4 Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China)

Abstract: Nitrogen (N) mineralization is an important process of nitrogen cycling in terrestrial ecosystems and significantly influences the availability of soil N. In this paper, we studied the change of soil mineral N and the mineralization rates of N in sloping soils of the northern Loess Plateau respecting to the vegetation types, sampling locations (under canopy vs. outer canopy) and slope positions (upper, middle and lower positions) during the growing season. The objectives were to understand dynamics of N mineralization during growing season and their influencing factors. Sloping lands with Chinese Pine (*Pinus tabulaeformis*) and Korshinsk Peashrub (*Caragana korshinskii*), respectively, were selected in the Liudaogou catchment, and an in situ mineralization methods was used to measure the mineralization of soil N from April to October. The measurement were conducted in upper, middle and lower positions of the slope, under and outer of the canopy at the 0–10 and 10–20 cm soil depths. Soil mineral N in the growing season was dominated by ammonium, which accounted for 61% and 70% of total mineral N at the 0-10 and 10–20 cm soil depths, respectively. Meanwhile, the proportion of ammonium to total mineral N increased with the development of growing season. Soil ammonium in the upper and middle slope positions was significantly higher than that in the lower slope position for Chinese pine slopes, but was not affected by slope positions ~~in~~ for Korshinsk Peashrub slopes. Furthermore, soil ammonium was not affected by sampling locations in both Chinese Pine and Korshinsk Peashrub slopes. Soil nitrate and total mineral N were affected by vegetation type and sampling location, rather than by slope positions. Soil nitrate under canopy was similar to that from outer canopy in Chinese Pine slope, but was greater than that from outer canopy in Korshinsk Peashrub. The mineralization of soil N during growing season was mainly resulted from the nitrification at the 0-10 cm soil depth, but caused by both nitrification and ammonification at the 10–20 cm soil depth. Ammonification rate was significantly high at the early growing season, but low at the middle growing season. Moreover, ammonification rate was affected by slope position, vegetation type and sampling location. Nitrification and net N mineralization rate in soils under canopy were similar to soils of outer canopy in Chinese Pine slopes, but were greater than that in soils of outer canopy in Korshinsk Peashrub slopes. Additionally, when comparing with other slope positions, nitrification and net mineralization rate of N were the highest in lower slopes in soils under canopy, but the lowest in lower slopes in both Chinese Pine and Korshinsk Peashrub slopes. The results from this study suggested that Korshinsk Peashrub enhanced nitrification and mineralization of N in soils under canopy, while the effects of Chinese Pine on soil mineral N and mineralization were not affected by sampling location.

Keywords: Vegetation type; Slopes position; Mineralization; Mineral nitrogen; Sampling location

土壤氮素矿化是由微生物参与的复杂土壤生物化学过程，直接决定着氮素的有效性，是氮素生物地球

化学循环的重要环节[1-3]，并受多种因素的影响[4-5]。巨晓棠等[6]和刘杏认等[7]的研究结果表明，土壤水分的变幅与土壤的净氮矿化率呈正相关关系；王常慧等[8]发现，氮素矿化量在−10~15 ℃之间对温度响应微弱，在 15~35 ℃之间随温度升高矿化量显著增加。除土壤温度和水分，氮素矿化还受土壤微生物活性、植被类型及植物根系等的影响。如 Paul 等[9]认为，由于微生物活性在土层中呈下降趋势，氮素矿化势也随土壤深度的加深而迅速下降；傅声雷等[10]在鼎湖山的研究表明，季风常绿阔叶林下土壤氮的矿化高于其它植被类型；Mueller 等[11]的结果表明，土壤氮素矿化速率与根系生物量极显著正相关。因此，这些因素直接决定着土壤氮素矿化的季节动态特征及其对土地利用等人类活动的响应规律，并影响着脆弱生态系统植被恢复和环境治理的效果。

黄土高原北部不但是风蚀和水蚀交错区，同时是农牧业交错区，水土流失严重，是非常重要的生态脆弱区，在我国生态治理和国土整治方面有着重要的地位[12]。该区坡地面积占土地面积的 70%以上[13]，是土地退化的主要地理单元。20 世纪 70 年代以来，该区采取的飞播造林、退耕还林还草等措施，在防治水土流失和土地退化方面取得了显著效果[14-15]，也使坡地的植被类型发生了显著变化。坡面植被的变化，不但对坡面土壤养分的分布和吸收利用等产生影响[16]，而且直接改变了坡面不同位置的水热环境和生物学(土壤微生物、植物根系等)特征[17]，从而对土壤养分循环过程(特别是氮素的转化)产生影响[18]，并对坡面植被产生反馈作用。此外，目前开展的植被类型对土壤养分循环的影响研究中，很少考虑采样位置和坡位因素的影响，而不同坡位、植被周围不同位置土壤养分含量、植物根系分布差异巨大，必将对养分转化产生影响[19]，需要加以区分其生态作用。因此，需要深入认识黄土高原北部坡地土壤氮素矿化对植被类型、坡位和采样位置的响应特征。

本文以黄土高原北部水蚀风蚀交错带和农牧交错带核心地带的柠条(*Caragana korshinskii*)和油(*Pinus tabulaeformis*)坡地为对象，研究了不同坡位的植被冠层下和冠层外土壤矿质氮储量和氮素矿化动态特征，以分析植被类型、坡位和采样位置对坡地土壤氮素转化的影响，从而为生态环境脆弱区植被恢复条件下土壤氮素有效性评价提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域

本研究在中国科学院水利部水土保持研究所神木侵蚀与环境试验站六道沟小流域进行，研究区位于黄土高原水蚀风蚀交错带和农牧交错带的核心位置，属半干旱大陆性气候，年均气温 8.4 ℃，月均最低气温 −9.7 ℃(1 月)，最高气温 23.7 ℃(7 月)，无霜期 169 d，年均降水量 437.4 mm，主要集中在 6—9 月份(占全年降水量的 77.4%)，年蒸发量 785.4 mm。研究区生态环境脆弱，植被退化严重[20]。20 世纪 70 年代末期，为了遏制土壤侵蚀并改善生态环境，该区的坡耕地开始弃耕，之后自然演替为以当地优势草种本氏针茅(*Bunge needlegrass*)为主的草地；80 年代初期开始在弃耕草地大量种植柠条和油松。研究区土壤类型为干润砂质新成土、淤积人为新成土、侵蚀砂壤质新成土，土壤容重介于 1.26~1.53 g·cm^{-3}，土壤砂粒含量较高(66%~80%)，黏粒含量很低(9%~15%)，土壤质地为砂壤土。

1.2 试验设计和氮素矿化速率测定

2008 年 4 月在六道沟小流域选取退耕年限相近的油松坡地和柠条坡地各 3 个。每个坡地按上、中、下坡位分别设置样地(10 m×10 m)，在每个样地设置冠层下和冠层外采样小区各 3 个。在每个小区用环刀法测定 0~10 cm 和 10~20 cm 土层土壤容重，用原位培养法测定生长季(4—10 月)土壤氮素矿化速率。

测定时，在每个小区选取 5 个点，将直径 5 cm、长 22 cm 的聚氯乙烯管筒(矿化管)垂直压进土体，管上端留 2 cm，用透气薄膜覆盖并扎住，原位培养 1 个月左右取出矿化管，后将 5 个点土样混匀分别测定 0~10 cm 和 10~20 cm 土层土壤矿质氮(硝态氮和铵态氮)含量，同时测定土壤含水量，并将下一批培养管按同样方法埋在上批培养管附近。每次埋设矿化管时，在矿化管周围采集 0~10 cm 和 10~20 cm 土层土壤样品，测定矿质氮含量，作为培养期初始矿质氮含量，并用其分析土壤矿质氮动态变化。利用培养前后矿质氮含量的差异和实际培养天数计算土壤氮素净矿化速率。

本研究分别在 4 月 25 日(T1′)、5 月 25 日(T2′)、6 月 21 日(T3′)、7 月 22 日(T4′)、8 月 23 日(T5′)和 10 月 15 日(T6′)测定土壤矿质氮含量，在 4 月 25 日—5 月 25 日(T1)、5 月 25 日—6 月 21 日(T2)、6 月 21 日—7 月 22 日(T3)、7 月 22 日—8 月 23 日(T4)和 8 月 23 日—10 月 15 日(T5)期间测定土壤氮素矿化速率。采集的土壤样品(包括原位培养前和培养后的样品)装入样品袋中，带回实验室测定矿质氮含量。土壤矿质氮含量用 2 mol·L^{-1} KCl 浸提—流动分析仪(AA3，德国 Seal 公司)测定。5 个培养期降水量分别为 21.7 mm、63.5 mm、19.1 mm、150.6 mm 和 140.5 mm，平均气温分别为 12.1 ℃、21.0 ℃、23.9 ℃、20.6 ℃和 9.9 ℃。

1.3 数据处理

土壤硝态氮、铵态氮和总矿质氮储量计算如下:

$S = C_i \times d \times D \times 10^{-2}$

式中: C_i为各土层硝态氮、铵态氮和总矿质氮含量(mg·kg^{-1}); d为土壤容重(g·cm^{-3}); D为土层厚度(cm); S为相应的矿质氮储量(g·m^{-2})。

土壤矿化、硝化和铵化速率计算公式如下;

$$NR = (S_{i+1} - S_i)/(t_{i+1} - t_i) \quad (1)$$

$$AR = (S'_{i+1} - S'_i)/(t_{i+1} - t_i) \quad (2)$$

$$MR = NR + AR \quad (3)$$

式中: NR、AR和MR分别为硝化速率、铵化速率和矿化速率(g·m^{-2}·d^{-1}), S与S'分别是相应时期的硝态氮的储量与铵态氮的储量, t_i与t_{i+1}为培养前后时间。

本研究中用马氏距离(Mahalanobis distance)法去除异常值(马氏距离大于 2.0 的测定结果为异常值), 异常值判定用 JMP(10.0)软件进行; 用 Microsoft Excel 2007 进行数据的原始计算, 用 SPSS 22.0 软件进行统计分析和作图; 用成对 t 检验法(Paired T test)来表示不同采样位置的差异显著性; 用多元方差分析检验植被类型、采样位置和采样(培养)时期或坡位对土壤硝态氮、铵态氮和矿质氮储量及硝化速率、铵化速率和净矿化速率的影响。

2 结果与分析

2.1 土壤水分动态

研究区土壤水分含量呈现出明显的季节动态特征, 在生长季前期(T1 和 T2)和末期(T4 和 T5)较高, 生长

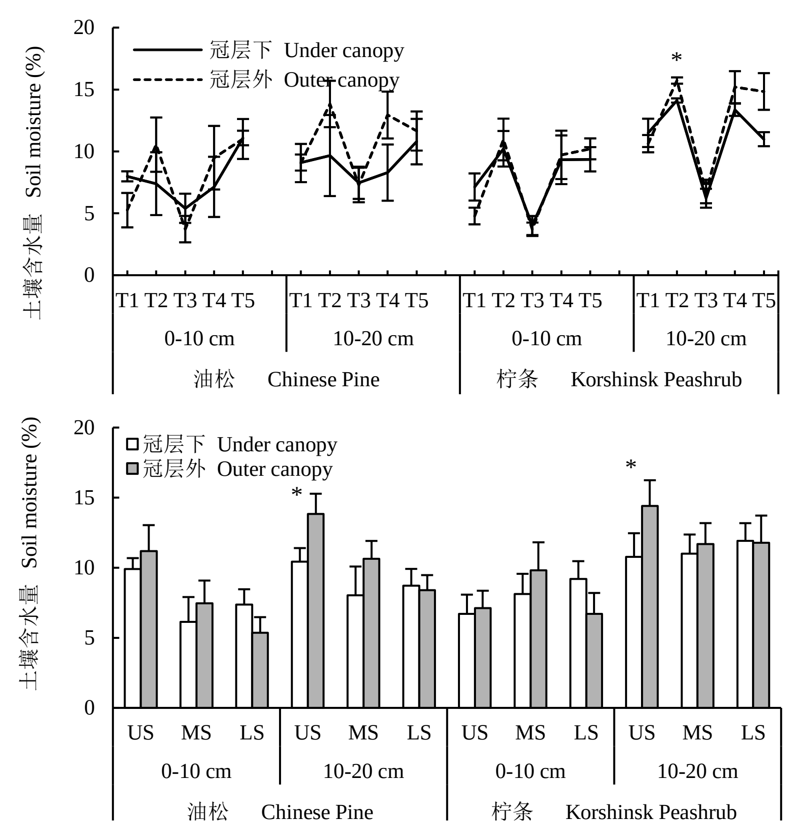


图 1 生长季不同时期(上图)和不同坡位(下图)油松和柠条坡地冠层内和冠层外土壤水分含量特征

Fig. 1 Soil moisture during growing season at different sampling periods (Upper) and slope positions (Lower) in soils under canopy and outer canopy of Chinese pine and Korshinsk Peashrub slopes

US: 上坡位, MS: 中坡位, LS: 下坡位; 图中*表示冠层内外含水量的差异显著(*P*<0.05)。T1: 4 月 25 日—5 月 25 日; T2: 5 月 25 日—6 月 21 日; T3: 6 月 21 日—7 月 22 日; T4: 7 月 22 日—8 月 23 日; T5: 8 月 23 日—10 月 15 日。The US, MS and LS represent upper slope, middle slope and lower slope, respectively. The * in the figures represent significant difference at *P*<0.05 between under canopy and outer canopy. The T1, T2, T3, T4 and T5 represent 25th April to 25th May, 25th May to 21th June, 21th June to 22th July, 22th July to 23th August, 23th August to 15th October, respectively.

季中期(T3)较低(图 1)。如生长季前期、中期和后期土壤水分含量在 0~10 cm 土层分别介于 2.79%~13.89%、

2.48%~7.65%和 2.36%~14.42%之间，在 10~20 cm 土层分别介于 3.17%~16.23%、4.70%~10.06%和3.97%~16.67%之间。

土壤水分含量的季节动态受采样位置和土层的影响。总体上0~10 cm土层土壤水分变异系数(38%~51%)大于 10~20 cm 土层(27%~36%)，而且冠层外的变异系数(31%~51%)大于冠层内(27%~40%)，表明冠层对降水的截留作用，使其下土壤和深层土壤对水分的变化有着较为明显的缓冲作用。此外，不同采样位置土壤水分含量变化还与坡位有关，如上坡位和中坡位冠层下土壤水分含量在 2 个土层均低于冠层外土壤，而下坡位则与此相反(图 1)。

2.2　土壤矿质氮动态

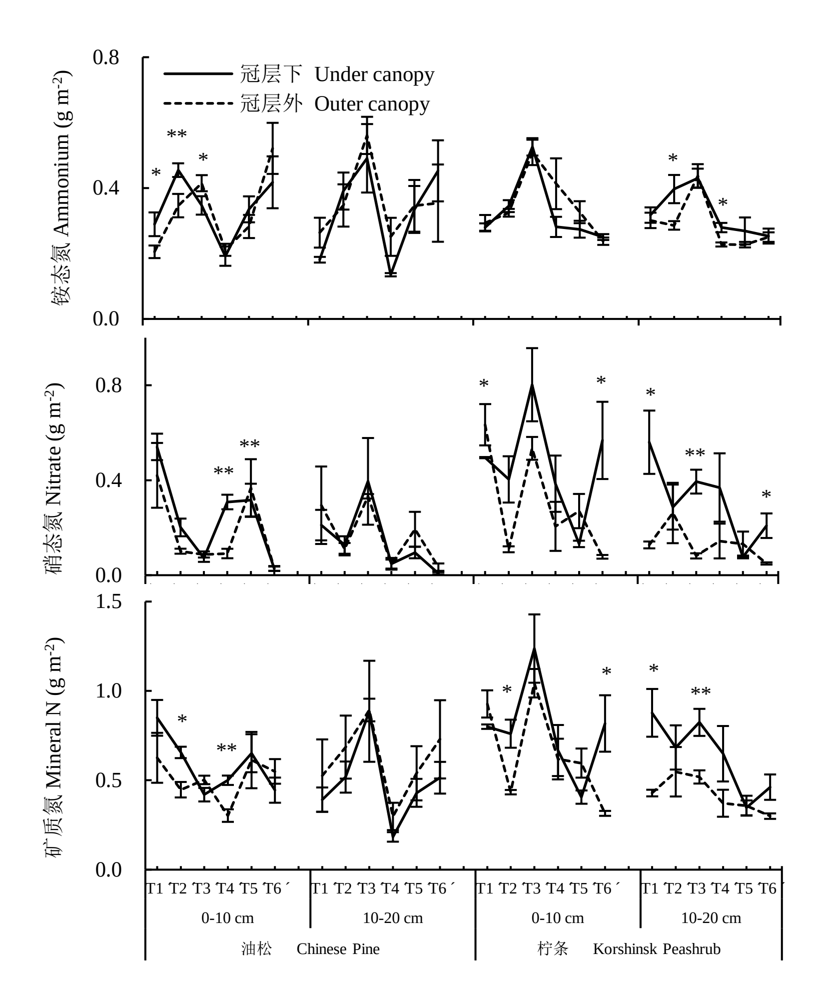


图 2　生长季不同时期油松和柠条坡地冠层内和冠层外土壤铵态氮、硝态氮和总矿质氮动态特征

Fig. 2　Temporal patterns of soil ammonium, nitrate and total mineral N during growing season at different sampling periods in soils under canopy and outer canopy of Chinese Pine and Korshinsk Peashrub slopes

图中*和**分别表示冠层内外矿质氮储量的差异显著(P<0.05)和极显著(P<0.01)。T1′: 4 月 25 日; T2′: 5 月 25 日; T3′: 6 月 21 日; T4′: 7 月 22 日; T5′: 8 月 23 日; T6′: 10 月 15 日。The * and ** in the figures represent a significant (P <0.05) and highly significant (P<0.01) difference in soil mineral N between the under canopy and outer canopy. The T1′, T2′, T3′, T4′, T5′ and T6′ represent 25th April, 25th May, 21th June, 22th July, 23th August and 15th October, respectively.

研究区植物生长季土壤矿质氮以铵态氮为主，其在0~10 cm和10~20 cm土层铵态氮储量分别占矿质氮总量的 61%和 70%；随生长季推移，铵态氮的比例逐渐升高，分别从生长季初期的 37%和 54%增长到生长季末期的 75%和 82%(图 2)。此外，油松冠层下和冠层外土壤铵态氮占矿质氮的比例接近(分别为 69%和71%)，而柠条冠层下铵态氮比例显著低于冠层外(分别为 54%和 67%)(图 2)。

土壤铵态氮在生长季中期较高(图 2)，而且不受采样位置的影响，但是受坡位及其与林型之间交互作用

的显著影响(表 1)。对于油松林来说，上坡位和中坡位土壤铵态氮(0.37 g·m^{-2} 和 0.42 g·m^{-2})显著高于下坡位土壤(0.27 g·m^{-2})(P=0.000 4)；对于柠条林来说，不同坡位土壤铵态氮差异不显著(图 3)。此外，不同类型林地冠层下和冠层外土壤铵态氮差异也不显著(P>0.1)(表 1 和 2)土壤硝态氮储量随生长季推移逐渐降低，而且

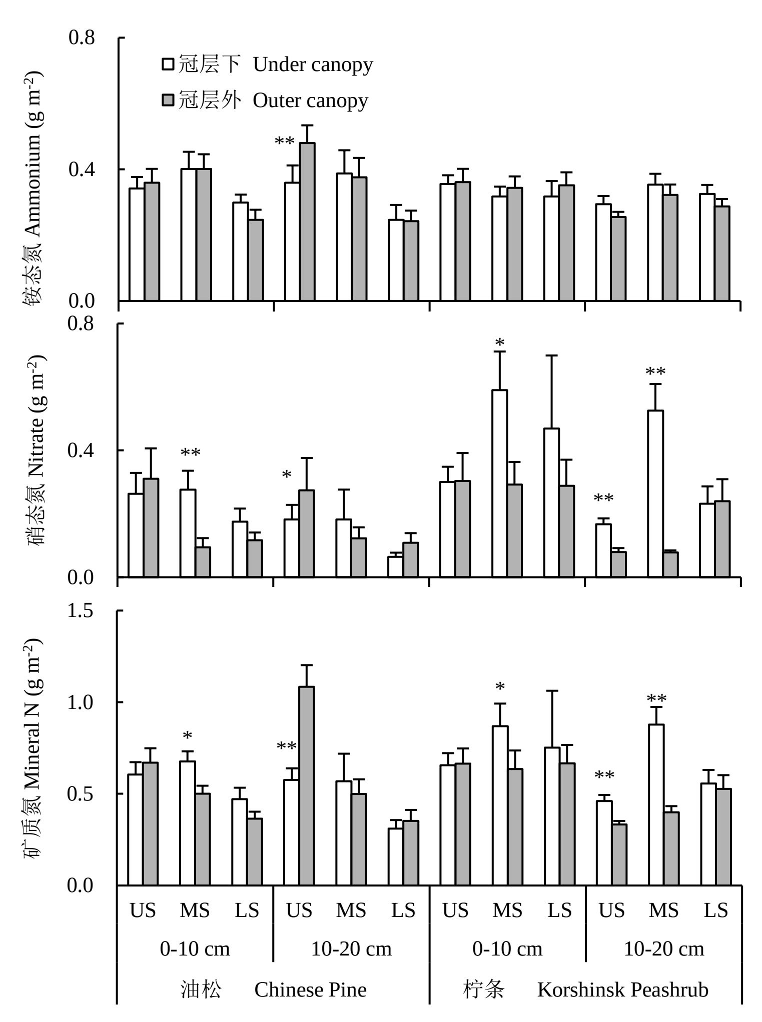


图 3 生长季不同坡位油松和柠条坡地冠层内和冠层外土壤铵态氮、硝态氮和总矿质氮动态特征

Fig. 3 Effects of slope position on soil ammonium, nitrate and total mineral N averaged across growing season in soils under canopy and outer canopy of the Chinese Pine and Korshinsk Peashrub slopes

US：上坡位，MS：中坡位，LS：下坡位；图中*和**分别表示冠层内外矿质氮储量的差异显著(P<0.05)和极显著(P<0.01)。The US, MS and LS represent upper slope, middle slope and lower slope, respectively. The * and ** in the figures represent significant at P < 0.05 and P < 0.01 between under canopy and outer canopy.

油松林冠层下 2 个土层硝态氮(0~0.61 g·m^{-2} 和 0~1.09 g·m^{-2})和冠层外相近(0~0.85 g·m^{-2} 和 0~0.94 g·m^{-2})，而柠条林冠层下相应土层硝态氮(0.08~1.08 g·m^{-2} 和 0.06~0.97 g·m^{-2})则高于冠层外土壤(0.06~0.92 g·m^{-2} 和 0.03~0.68 g·m^{-2})(图 2)。此外，本研究土壤硝态氮不受坡位的影响(P=0.1005)，如上、中、下坡位硝态氮在 0~10 cm 土层分别介于 0.02~0.92 g·m^{-2}、0~1.07 g·m^{-2} 和 0~1.09 g·m^{-2} 之间，在 10~20 cm 土层分别介于 0~0.94 g·m^{-2}、0~1.09 g·m^{-2} 和 0.04~1.08 g·m^{-2} 之间(图 3)。

表 1 坡位、植被类型和采样位置对生长季土壤含水量、硝态氮、铵态氮、矿质氮以及硝化、铵化、矿化速率影响的方差分析结果(P 值)

Table 1 ANOVA results (P value) of the effects of slope position, vegetation types and sampling location on soil moisture, the contents of nitrate, ammonium and mineral N, and the rates of nitrification, ammonification and net mineralization during growing season

	SM	NO_3^--N	NH_4^+-N	Mineral N	NR	AR	MR
坡位 Slope position (S)	0.012*	0.062	0.004**	0.003**	0.048*	0.572	0.025*
植被类型 Vegetation type (V)	0.027*	0.001**	0.949	0.006**	0.055	0.485	0.030*
采样位置 Sampling location (C)	0.126	0.029*	0.793	0.108	0.002**	0.012*	0.028*

S×V	0.000***	0.002**	0.038*	0.004**	0.818	0.889	0.803
S×C	0.017*	0.000***	0.973	0.005**	0.000***	0.546	0.000***
V×C	0.627	0.089	0.767	0.136	0.002***	0.884	0.002**
S×V×C	0.955	0.128	0.562	0.138	0.197	0.511	0.088

*代表 P<0.05, **代表 P<0.01, ***代表 P<0.001。SM: 土壤含水量; NR: 硝化速率; AR: 铵化速率; MR: 矿化速率; The *, ** and *** represent P < 0.05, P < 0.01 and P < 0.001, respectively. SM: Soil moisture; NR: Nitrification rate; AR: Ammonification rate; MR: Mineralization rate.

表 2 采样时期、植被类型和采样位置对生长季土壤含水量、硝态氮、铵态氮、矿质氮以及硝化、铵化、矿化速率影响的方差分析结果(P 值)

Table 2 ANOVA results (P value) of the effects of period, vegetation types and sampling location on soil moisture, the contents of nitrate, ammonium and mineral N, and the rates of nitrification, ammonification and net mineralization during growing season

	SM	NO_3^--N	NH_4^+-N	Mineral N	NR	AR	MR
采样时期待 Sampling time (T)	0.000***	0.659	0.000***	0.000***	0.000***	0.000***	0.001**
植被类型 Vegetation type (V)	0.076	0.000***	0.045*	0.000***	0.014*	0.914	0.020*
采样位置 Sampling location (C)	0.007**	0.000***	0.933	0.076	0.000***	0.000***	0.019*
T×V	0.185	0.518	0.000***	0.000***	0.012*	0.000***	0.000***
T×C	0.017*	0.569	0.015*	0.187	0.091	0.381	0.224
V×C	0.981	0.000***	0.322	0.055	0.000***	0.246	0.001**
T×V×C	0.648	0.563	0.880	0.776	0.107	0.833	0.104

*代表 P<0.05, **代表 P<0.01, ***代表 P<0.001。SM: 土壤含水量; NR: 硝化速率; AR: 铵化速率; MR: 矿化速率。The *, ** and *** represent P < 0.05, P < 0.01 and P < 0.001, respectively. SM: Soil moisture; NR: Nitrification rate; AR: Ammonification rate; MR: Mineralization rate.

土壤矿质氮整体上也呈现出随生长季推移而降低的趋势(图 2), 如各个处理矿质氮平均值在 0~10 和 10~20 cm 土层分别从生长季初期的 0.80 和 0.56 $g·m^{-2}$ 降低到生长季末期的 0.53 和 0.50 $g·m^{-2}$。此外, 土壤总矿质氮受植被类型、采样位置和坡位的共同影响, 柠条林地 0~10 和 10~20 cm 土层土壤矿质氮显著高于油松林地(分别为 31%和 28%), 而且柠条冠层下土壤显著高于冠层外土壤(分别为 18%和 50%)(图 2 和 3)。

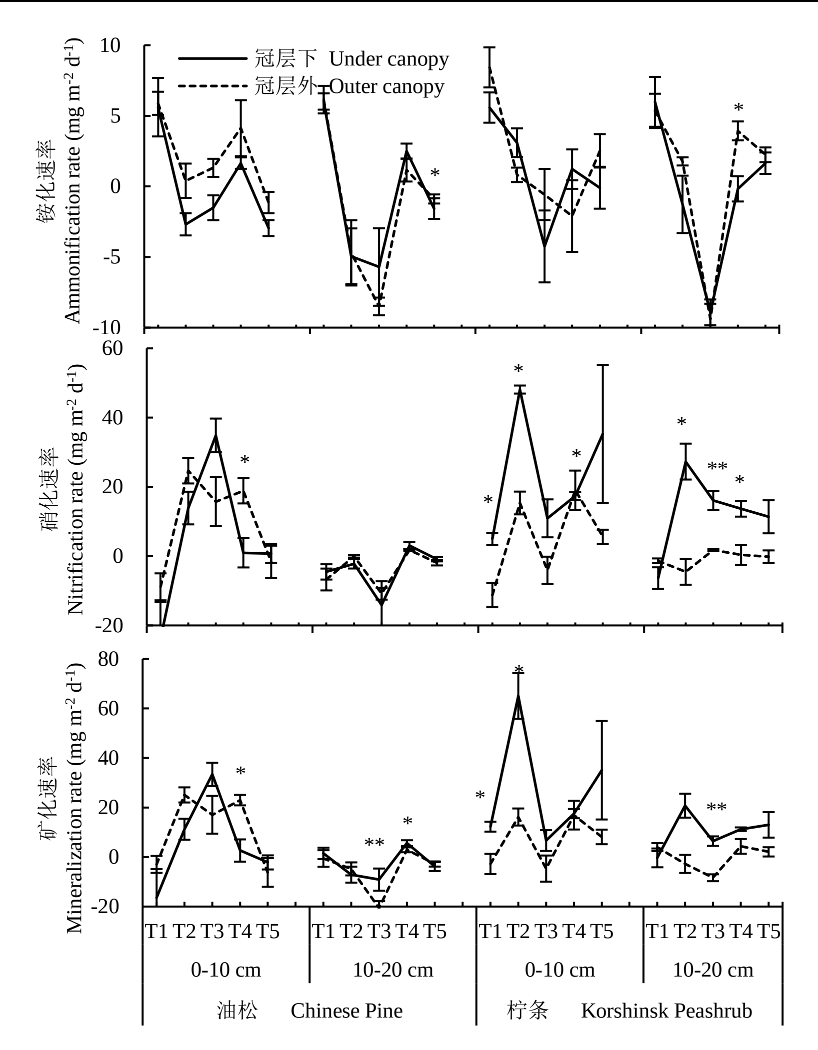


图 4　生长季不同时期油松和柠条坡地冠层内和冠层外土壤铵化速率、硝化速率和净矿化速率动态特征

Fig. 4　Temporal patterns of ammonification, nitrification and net mineralization of N during growing season at different sampling periods in soils under canopy and outer canopy of Chinese Pine and Korshinsk Peashrub slopes

图中*和**分别表示冠层内外铵化速率、硝化速率、矿化速率的差异显著(P<0.05)和极显著(P<0.01)。T1: 4 月 25 日—5 月 25 日; T2: 5 月 25 日—6 月 21 日; T3: 6 月 21 日—7 月 22 日; T4: 7 月 22 日—8 月 23 日; T5: 8 月 23 日—10 月 15 日。The * and ** in the figures represent significant at P < 0.05 and P < 0.01 between under canopy and outer canopy. The T1, T2, T3, T4 and T5 represent 25th April to 25th May, 25th May to 21th June, 21th June to 22th July, 22th July to 23th August, 23th August to 15th October, respectively.

2.3　土壤氮素矿化动态特征

研究区生长季土壤氮素矿化作用在 0~10 cm 土层主要由硝化作用主导(占氮素矿化速率的 94%±16%), 在 10~20 cm 土层则由硝化和铵化作用共同引起(分别占氮素矿化速率的 44%±14%和 56%±14%)。此外, 不同土层硝化和铵化作用对矿化速率的贡献在不同林型、采样位置和不同坡位均表现出相似的变化趋势(P>0.1)(图 4)。

不同林型冠层下和冠层外土壤铵化速率在生长季初期较高(1.18~14.02 mg·m^{-2}·d^{-1}), 中期较低(−11.80~8.64 mg·m^{-2}·d^{-1})(图 4)。冠层外土壤铵化速率在 0~10 cm 土层高于冠层下, 在 10~20 cm 土层与冠层下接近(图 4 和 5)。油松冠层下和冠层外以及柠条冠层下土壤铵化速率随坡位降低逐渐增大或者由负值逐渐变为正值; 柠条冠层外土壤在不同坡位均表现出铵化作用, 而且铵化速率以坡中部最高, 坡上部最低(图 5)。

本研究中土壤硝化速率的季节动态特征与土层、林型和采样位置有关(图 4)。油松林地 0~10 cm 土层硝化速率在生长季中期(3.02~34.87 mg·m^{-2}·d^{-1})显著高于生长季初期(−65.47~−7.85 mg·m^{-2}·d^{-1})和末期(−7.00~4.63 mg·m^{-2}·d^{-1}), 且均高于 10~20 cm 土层硝化速率(−14.12~3.03 mg·m^{-2}·d^{-1}), 但冠层下与冠层外差异不显著(图

4)。柠条林生长季大多数时期 0~10 cm 土层土壤硝化速率(4.97~48.11 mg·m^{-2}·d^{-1})高于 10~20 cm 土层(−6.32~27.31 mg·m^{-2}·d^{-1})，而且冠层下土壤(−0.68~32.51 mg·m^{-2}·d^{-1})高于冠层外土壤(−6.29~6.90 mg·m^{-2}·d^{-1})。土壤硝化速率还受坡位影响，2 种林型冠层下硝化速率以下坡位最高，而冠层外则以下坡位最低(图 5)。

由于 0~10 cm 土层氮素矿化主要由硝化作用引起，而 10~20 cm 土层铵化作用占的比例较大，不同林型和采样位置下矿化速率在 0~10 cm 土层呈现出与硝化速率相似的季节动态特征，在 10~20 cm 土层则呈现出与铵化速率相似的季节动态特征。油松林 0~10 cm 土层矿化速率在生长季中期显著高于生长季初期和末期，

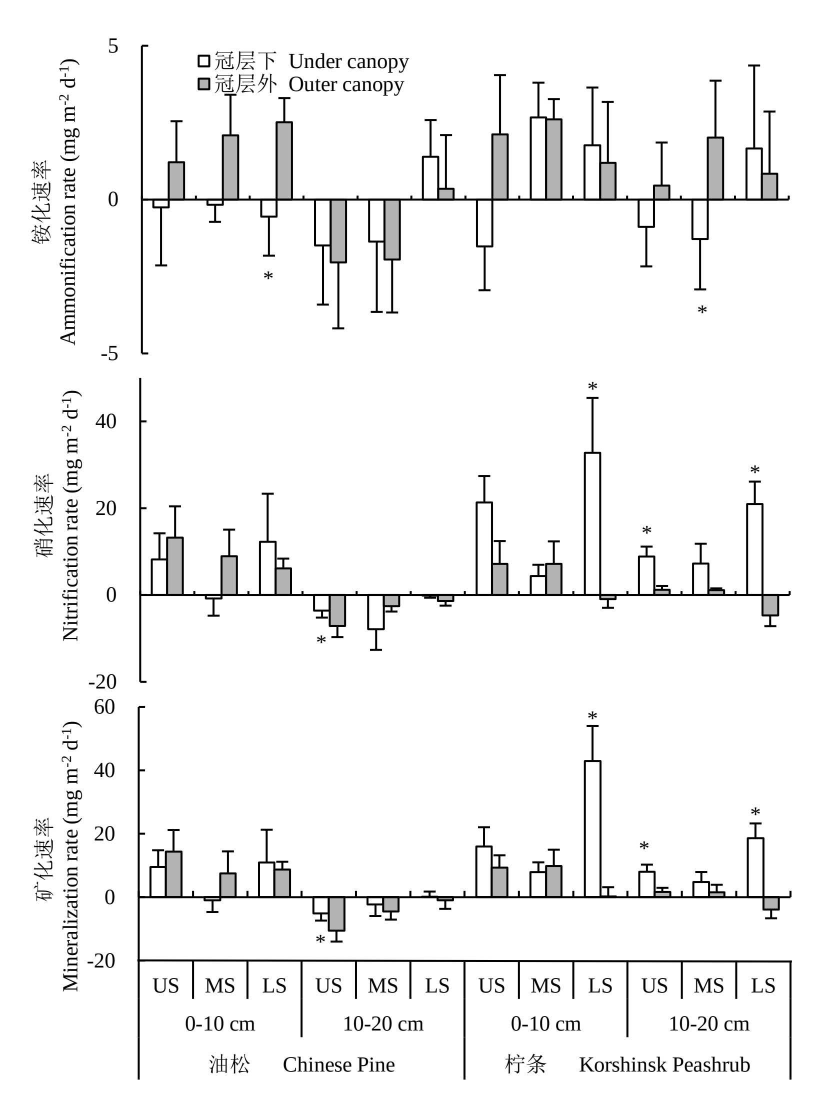


图 5　生长季不同坡位油松和柠条坡地冠层内和冠层外土壤铵化速率、硝化速率和净矿化速率特征

Fig. 5　Effects of slope position on ammonification, nitrification and net mineralization of N averaged across growing season in soils under canopy and outer canopy of the Chinese Pine and Korshinsk Peashrub slopes.

US：上坡位，MS：中坡位，LS：下坡位；图中*表示冠层内外铵化速率、硝化速率、矿化速率的差异显著(P<0.05)。The US, MS and LS represent upper slope, middle slope and lower slope, respectively. The * in the figures represent significant at P < 0.05 between under canopy and outer canopy.

且均高于 10~20 cm 土层，但冠层下与冠层外差异不显著(图 4)。柠条林生长季大多数时期 0~10 cm 土层矿化速率高于 10~20 cm 土层，而且冠层下高于冠层外(图 4 和 5)。2 种林型下冠层内矿化速率以下坡位最高，而冠层外则以下坡位最低(图 5)。

3　讨论

3.1　土壤无机氮库的季节动态

黄土高原北部水蚀风蚀交错区生长季土壤无机氮库以铵态氮主导，这与研究区土壤质地较粗有关。研

究区土壤砂粒含量介于66%~80%，具有较高的入渗速率[21]。在降雨过程中，雨水很容易从地表向深层土壤运动，从而造成表层土壤硝态氮的淋溶损失，使其在表层土壤的相对储量显著降低，而铵态氮的相对储量显著增加。

不同林型冠层下和冠层外土壤铵态氮差异不显著，可能与不同采样位置下土壤有机质含量接近有关。随有机质含量的增加，土壤阳离子交换位点逐渐增加，对铵态氮的吸附能力增强，土壤铵态氮储量增加[22]。但是研究区冠层下和冠层外土壤有机质差异不显著[19]，因此铵态氮差异也不显著。与此相似，研究区油松林上坡位和中坡位有机质显著高于下坡位[19]，土壤铵态氮也因此显著高于下坡位(图3)。此外，油松林下坡位植被生长状况优于上坡位和中坡位，其对下坡位土壤铵态氮的吸收消耗也较大，土壤中剩余的铵态氮因此较低。对于柠条林地来说，由于豆科植物固定的氮素是土壤铵态氮的最直接来源[23]，其对土壤铵态氮的影响大于植物吸收利用和不同坡位水热环境差异的影响，而且不同坡位柠条生长状况差异不显著[19]，因此柠条林不同坡位铵态氮差异不显著。

硝态氮和矿质氮的季节动态特征与林型和采样位置有关，由于生长季植被的吸收作用，土壤硝态氮和矿质氮逐渐降低，这与肖好燕等[24]在亚热带地区的研究结果相一致。油松林冠层下和冠层外硝态氮和矿质氮差异不显著，主要因为研究区油松根系较深[25]，对表层土壤氮素吸收利用较弱。柠条林冠层下硝态氮和矿质氮显著高于冠层外，这与柠条根系固氮作用有关。柠条为豆科植物，生长过程中可以固定大气中的氮素，不但能够满足植物生长对氮素的需求，而且还向土壤中释放大量的氮素。柠条地上部分氮素含量也显著高于油松，其凋落物向土壤的归还，以及归还之后的矿化分解，会显著增加土壤无机氮的储量。因此柠条林冠层下土壤硝态氮和矿质氮显著高于冠层外土壤。此外，本研究中不同坡位硝态氮差异不显著(图3)，表明其季节动态主要受植被作用的影响。

3.2 土壤氮素矿化季节动态

本研究中0~10 cm土层土壤硝化作用占主导地位，而10~20 cm土层硝化和铵化作用共同主导着矿化过程，这与不同土层土壤空气中氧气含量有关。0~10 cm土层土壤与大气空气交换较为强烈，土壤空气中氧气含量较高[26]，土壤长期处于氧化状态，利于硝化作用的进行；而10~20 cm土层土壤与大气空气交换较弱，而且土壤含水量较高(图1)，铵化作用逐渐增强，其对矿化的贡献也逐渐增加。这也与本研究中铵化速率与土壤含水量显著正相关的结果(r=0.044, n=231, P=0.0338)相一致。

土壤水分和温度对氮素矿化有着显著影响，硝化速率随温度的升高而增加[27]，铵化速率也随温度和含水量的升高而增加，但是更取决于土壤水分条件[28]。在黄土高原北部水蚀风蚀交错带，生长季中期土壤温度较高，而降水和土壤含水量较低(图1)，在温度和水分的交互作用下，硝化速率呈现较高水平，而铵化速率呈现较低水平，并影响着净矿化速率的季节动态(图4)。此外，生长季中期铵化速率较低，可能也与这一时期较为活跃的微生物活动造成的对铵态氮生物固定有关[29]。

本研究中铵化速率受采样位置和林型的影响较小，而硝化和矿化速率受这2个因素的显著影响。硝化与矿化速率与不同林型下植物根系分布有关。油松根系分布较深，0~20 cm土层根系生物量较少[25]，因此采样位置对油松林土壤硝化和矿化速率没有影响。柠条林根系分布较浅[30]，冠层下根系生物量显著高于冠层外土壤，而且由于柠条的固氮作用，冠层下土壤具有较低的C/N值，利于氮素矿化[31]。此外，固氮作用造成的氮素在冠层下土壤的积累也会促进土壤氮素的矿化从而使硝化和矿化速率显著高于冠层外土壤[32]。

随着坡位的降低，土壤温度逐渐降低，微生物对铵的固定作用逐渐减弱，铵化作用有所增强。硝化和矿化速率与坡位的关系则受林型和采样位置的影响(图5)。冠层下硝化和矿化速率以下坡位最高，而冠层外则以下坡位最低(图5)，这可能与不同坡位和采样位置土壤水分状况差异及其造成的土壤硝化细菌活性差异有关[33]。2种林型下，与同一采样位置其它坡位相比，冠层内土壤含水量以下坡位较高(图1)，该坡位对应的土壤硝化细菌活性也较高，硝化和矿化速率也高于其它坡位；冠层外土壤含水量以下坡位最低(图1)，硝化和矿化速率也因此低于其它坡位。

该研究结果表明，采样位置、植被类型和地形条件共同影响着黄土高原北部坡地生态系统土壤水分、矿质氮和氮素矿化的季节动态。因此，在评价土地利用变化或者植被生态恢复后土壤养分循环和转化时，需要合理设计样品采集方案，以使研究结果更具有代表性。

4 结论

黄土高原北部水蚀风蚀交错带生长季 0~10 和 10~20 cm 土层土壤矿质氮由铵态氮主导，氮素矿化在 0~10 cm 土层由硝化作用引起，在 10~20 cm 土层则由硝化和铵化作用共同引起。

土壤铵态氮受林型、坡位和采样位置影响较小，硝态氮和矿质氮与林型和采样位置有关，油松林冠层

下土壤硝态氮与冠层外相近，柠条林冠层下硝态氮高于冠层外。

土壤铵化、硝化和矿化速率受坡位、林型和采样位置的影响，油松林地硝化和矿化速率在冠层下与冠层外差异不显著，柠条林冠层下土壤高于冠层外土壤；冠层下硝化和矿化速率以下坡位最高，冠层外以下坡位最低。

参考文献 References

[1] Geisseler D, Horwath W R, Joergensen R G, et al. Pathways of nitrogen utilization by soil microorganisms – A review [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2010, 42(12):2058-2067.

[2] Waring B G, Adams R, Branco S, et al. Scale-dependent variation in nitrogen cycling and soil fungal communities along gradients of forest composition and age in regenerating tropical dry forests [J]. New Phytologist, 2015, 209(2):845.

[3] 罗亲普，龚吉蕊，徐沙,等. 氮磷添加对内蒙古温带典型草原净氮矿化的影响[J]. 植物生态学报, 2016, 40(5):480–492.
Luo Q P, Gong J R, Xu S, et al. Effects of N and P additions on net nitrogen mineralization in temperate typical grasslands in Nei Mongol, China[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2016, 40(5): 480–492.

[4] Fierer N, Schimel J P. Effects of drying–rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2002, 34(6):777–787.

[5] Schimel J, Balser T C, Wallenstein M. Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function [J]. Ecology, 2007, 88(6):1386.

[6] 巨晓棠，李生秀. 土壤氮素矿化的温度水分效应[J]. 植物营养与肥料学报, 1998, 4(1): 37–42.
Ju X T, Li S X. Effects of temperature and water on soil nitrogen mineralization[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 1998, 4(1): 37–42

[7] 刘杏认，董云社，齐玉春，等. 温带典型草地土壤净氮矿化作用研究[J]. 环境科学, 2007, 28(3): 633–639.
Liu X R, Dong Y S, Qi Y C, et al. Soil net nitrogen mineralization in the typical temperate grassland[J]. Environmental Science, 2007, 28(3): 633–639

[8] 王常慧，邢雪荣，韩兴国. 温度和湿度对我国内蒙古羊草草原土壤净氮矿化的影响[J]. 生态学报，2004，24(11)：2472–2476.
Wang C H, Xing X R, Han X G. The effects of temperature and moisture on the soil net nitrogen mineralization in an *Aneulolepidium chinensis* grassland, Inner Mongolia, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(11): 2472–2476

[9] Paul K, Black S, Conyers M. Development of nitrogen mineralisation gradients through surface soil depth and their influence on surface soil pH[J]. Plant and Soil. 2001, 234(2): 239–246.

[10] 傅声雷，蚁伟民，丁明懋. 鼎湖山不同植被类型下土壤微生物养分的矿化[J]. 植物生态学报, 1995, 19(3): 217–224.
Fu S L, Yi W M, Ding M M. Mineralization of soil microbial nutrients under different vegetation types in Dinghu mountain[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 1995 19(3): 217–224.

[11] Mueller K E, Hobbie S E, Tilman D, et al. Effects of plant diversity, N fertilization, and elevated carbon dioxide on grassland soil N cycling in a long-term experiment[J]. Global Change Biology, 2013, 19(4):1249-1261.

[12] 唐克丽. 中国水土保持[M]. 北京：科学出版社, 2004.
Tang K L. Soil and water conservation in China[M]. Beijing: Science Press, 2004.

[13] 唐克丽. 中国土壤侵蚀与水土保持学的特点及展望[J]. 水土保持研究, 1999, (2): 3–8.
Tang K L. Characteristics and perspectives on scientific discipline of soil erosion and soil and water conservation in China[J]. Research of Soil and Water Conservation, 1999, (2): 3–8.

[14] 田均良. 黄土高原生态建设环境效应研究[M]. 北京：气象出版社, 2010.
Tian J L. Study on environmental effects of ecological construction in Loess Plateau[M]. Beijing: China Meteorological Press,2010.

[15] Lü Y, Fu B, Feng X, et al. A policy-driven large scale ecological restoration: quantifying ecosystem services changes in the Loess Plateau of China[J]. Plos One. 2012, 7(2): e31782.

[16] 黄闰泉，刘贵开，袁传武，等. 三峡库区坡面农林复合结构对土壤养分分布的影响[J]. 水土保持学报, 2000, 14(3): 41–45.
Huang R Q, Liu G K, Yuan C W, et al. Impact of agroforestry structure of slopeland on distribution of soil nutrient in three gorges reservoir area[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2000, 14(3): 41–45.

[17] 王巧利，贾燕锋，王宁，等. 黄土丘陵沟壑区自然恢复坡面植物根系的分布特征[J]. 水土保持研究, 2012, 19(5): 16–22.
Wang Q L, Jia Y F, Wang N, et al. Distribution of root on vegetation recovery slope in the hilly and gully Loess Plateau[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2012, 19(5): 16–22.

[18] 冯书珍，苏以荣，秦新民，等. 喀斯特峰丛洼地土壤剖面微生物特性对植被和坡位的响应[J]. 生态学报，2013，33(10): 3148–3157.

Feng S Z, Su Y R, Qin X M, et al. Responses of soil microbial properties in soil profile to typical vegetation pattern and slope in karst-cluster depression area[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(10): 3148–3157

[19] Wei X, Shao M, Fu X, et al. Changes in soil organic carbon and total nitrogen after 28 years grassland afforestation: effects of tree species, slope position, and soil order[J]. Plant and Soil. 2010, 331(1/2): 165–179.

[20] 唐克丽，侯庆春，王斌科，等. 黄土高原水蚀风蚀交错带和神木试区的环境背景及整治方向[J]. 水土保持研究，1993(2): 2–15.

Tang K L, Hou Q C, Wang B K, et al. The environment background and administration way of wind-water erosion crisscross region Shenmu experimental area on the Loess Plateau[J]. Research of Soil and Water Conservation, 1993(2): 2–15.

[21] 郑纪勇，邵明安，张兴昌. 黄土区坡面表层土壤容重和饱和导水率空间变异特征[J]. 水土保持学报, 2004, 18(3): 53-56.

Zheng J Y, Shao M A, Zhang X C. Spatial variation of surface soil's bulk density and saturated hydraulic conductivity on slope in loess region[J]. Journal of Soil Water Conservation, 2004, 18(3): 53-56.

[22] Mueller K E, Hobbie S E, Tilman D, et al. Effects of plant diversity, N fertilization, and elevated carbon dioxide on grassland soil N cycling in a long-term experiment[J]. Global Change Biology. 2013, 19(4): 1249–1261.

[23] Patriarca E J T R I M. Key role of bacterial NH(4)(+) metabolism in Rhizobium-plant symbiosis.[J]. Microbiology & Molecular Biology Reviews. 2002, 66(2): 203–222.

[24] 肖好燕，刘宝，余再鹏，等. 亚热带不同林分土壤矿质氮库及氮矿化速率的季节动态[J]. 应用生态学报，2017，28(3): 730–738.

Xiao H Y, Liu B, Yu Z P, et al. Seasonal dynamics of soil mineral nitrogen pools and nitrogen mineralization rate in different forests in subtropical China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017, 28(3): 730–738.

[25] 刘秀萍，陈丽华，陈吉虎. 刺槐和油松根系密度分布特征研究[J]. 干旱区研究, 2007, 24(5): 647–651.

Liu X P, Chen Y H, Chen J H. Study on the distribution of root density of *robinia pseudoacacia L.* and *pinus tabulaeformis Carr*[J]. Arid Zone Research, 2007, 24(5): 647–651.

[26] 范爱武. 资源-环境-植物系统中热物理问题的理论与实验研究[D]. 武汉：华中科技大学博士学位论文, 2004.

Fan A W. Theoretical and experimental Investigation on thermophysical problems in resources-environment-plant system[D]. Wuhan: PhD Huazhong University of Science and Technology, 2004.

[27] 石薇，王景燕，魏有波，等. 水热条件对华西雨屏区柳杉人工林土壤氮矿化的影响[J]. 土壤通报, 2014, (6): 1430–1436.

Shi W, Wang J Y, Wei Y B, et al. Effects of moisture and temperature on soil nitrogen mineralization of cryptomeria fortunei Plantations in rainy area of western China[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2014, (6): 1430–1436.

[28] 赵长盛，胡承孝，孙学成，等. 温度和水分对华中地区菜地土壤氮素矿化的影响[J]. 中国生态农业学报，2012，20(7): 861–866.

Zhao C S, Hu C X, Sun X C, et al. Influence of temperature and moisture on nitrogen mineralization in vegetable fields of central China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2012, 20(7): 861–866.

[29] Burger M, Jackson L E. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems[J]. Soil Biology & Biochemistry. 2003, 35(1): 29–36.

[30] 朱元龙，王桑，林永刚，等. 黄土高原丘陵区柠条根系生长发育特性研究[J]. 水土保持通报, 2011, 31(2): 232–237.

Zhu Y L, Wang S, Lin Y G, et al. Development of *caragana microphylla* seedling root system in hilly regions of Loess Plateau[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2011, 31(2): 232–237.

[31] 张名豪，卢吉文，赵秀兰. 有机物料对两种紫色土氮素矿化的影响[J]. 环境科学, 2016, 37(6): 2291–2297.

Zhang M H, Lu J W, Zhao X L. Effect of different organic materials on nitrogen mineralization in two purple soils[J]. Environmental Science, 2016, 37(6): 2291–2297.

[32] Milcu A, Partsch S, Scherber C, et al. Earthworms and legumes control litter decomposition in a plant diversity gradient[J]. Ecology. 2008, 89(7): 1872–1882.

[33] Stark J M, Firestone M K. Mechanisms for soil moisture effects on activity of nitrifying bacteria[J]. Appl Environ Microbiol. 1995, 61(1): 218–221.